

GUILHERME PRETTE SILVEIRA DA MOTA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO BUCATU ATRAVÉS DE
BIODINDICADORES**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

João Pessoa

2018

GUILHERME PRETTE SILVEIRA DA MOTA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO BUCATU ATRAVÉS DE
BIODINDICADORES**

Monografia apresentada ao curso de Ciências
Biológicas, como requisito parcial à obtenção
do grau de Bacharel em Ciências Biológicas
da Universidade Federal da Paraíba.

Orientadora: Maria Cristina Basílio Crispim
da Silva.

Co-orientador: Randolpho Sávio Marinho

João Pessoa

2018

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

M917a Mota, Guilherme Prette Silveira da.
Avaliação da qualidade da água do Rio Bucatu
através de
bioindicadores / Guilherme Prette Silveira da
Mota. -
João Pessoa, 2018.
46 f. : il.

Orientação: Maria Cristina Basílio Crispim
da Silva.
Coorientação: Randolpho Sávio de Araújo
Marinho.
Monografia (Graduação) - UFPB/CCEN.

1. Qualidade de água. 2. Rio Bucatu. 3.
Bioindicadores.
I. da Silva, Maria Cristina Basílio Crispim.
II.
Marinho, Randolpho Sávio de Araújo. III.
Título.

UFPB/CCEN

GUILHERME PRETTE SILVEIRA DA MOTA

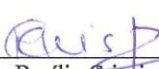
**AValiação DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO BUCATU ATRAVÉS DE
BIOINDICADORES**

Monografia apresentada ao curso de
Ciências Biológicas, como requisito
parcial para a obtenção do grau de
Bacharel em Ciências Biológicas da
Universidade Federal da Paraíba.

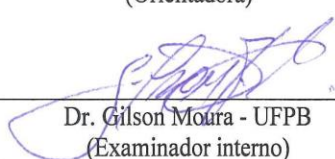
Data: 26/06/2018

Resultado: APROVADO

BANCA EXAMINADORA



Dr.ª Maria Cristina Basílio Crispim da Silva - UFPB
(Orientadora)



Dr. Gilson Moura - UFPB
(Examinador interno)



Dr.ª Jane Enisa Torelli de Souza - UFPB
(Examinadora externo)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado saúde e força para superar todas as dificuldades e conseguir chegar onde hoje estou.

Ao curso de graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), pela oportunidade de realizar este curso.

À Professora orientadora Maria Cristina Basílio Crispim da Silva, por toda sua atenção, dedicação e esforço para que eu pudesse ter confiança e segurança na realização deste trabalho.

Agradeço ao meu co-orientador Randolpho por toda a orientação e ajuda que me foram dados, ao longo da realização deste trabalho.

Ao Professor Gilson Moura, com o qual tive a oportunidade de estagiar, trabalhando na área de limnologia/hidrologia.

À minha esposa Tatiana, por ter me ajudado, incentivado e ter ficado ao meu lado ao longo dessa etapa de graduação em Ciências Biológicas.

A todos os meus amigos do curso de graduação em Ciências Biológicas da UFPB.

À minha família, por estar junto comigo em todas as ocasiões difíceis que passei.

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos, em particular os rios, são fontes de um dos recursos naturais mais importantes para os seres vivos: a água. Milhares de espécies da fauna e flora, incluindo os seres humanos, necessitam da água para sobreviver, sendo ela de boa qualidade para os diversos usos. Entretanto, devido ao aumento populacional, falta de políticas públicas voltadas para a preservação dos rios e a diversificação do uso da água, quando realizadas de forma inadequada, pode provocar consequências negativas para os recursos hídricos e afetar a qualidade da água, comprometendo o seu uso para diversos fins. Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Bucatu, localizado no município do Conde, litoral sul da Paraíba. As coletas foram realizadas nos meses de abril, julho, setembro, e dezembro de 2016 e junho e setembro de 2017 em 3 pontos do rio no município do Conde-PB. Para as variáveis físicas e químicas foram efetuadas medições na sub-superfície da água de temperatura e oxigênio dissolvido, através de leitura direta com oxímetro portátil, medidas de pH e condutividade elétrica obtidas com sondas e foram realizadas ainda análises de amônia, nitrito, nitrato, fosfato, e fósforo total, sendo os dados comparados com valores de referência estabelecidos pela resolução do Conama nº 357/2005. Com relação ao zooplâncton, esta comunidade foi coletada com uma rede de plâncton de 45µm de malha, através da filtragem de 80L de água com o auxílio de um balde. Os resultados obtidos determinaram que todos os parâmetros físicos e químicos estiveram dentro dos níveis recomendados pela resolução CONAMA, para rios de Classe 2, porém no ponto P1 o fósforo total apresentou valores mais elevados em comparação com os outros pontos, ultrapassando em 4 vezes o limite estabelecido pelo nº 357/2005, tal aumento pode ser devido à grande quantidade de macrófitas presentes nesse local. Tirando o valor de fósforo total, Rio Bucatu poderia estar enquadrado em um rio de Classe 1. Isso será possível de ser alcançado, caso haja um manejo do banco de macrófitas presentes na área de nascente. O zooplâncton foi mais abundante em julho, provavelmente como resposta a um aumento de produção primária, por ter o rio ficado isolado do mar, sem renovação de água, demonstrando ser uma comunidade capaz de mostrar respostas cumulativas de alterações ambientais. Conclui-se então que o Rio Bucatu é um rio com boa qualidade de água, podendo ser usado como referência para estudos de restauração ambiental em outros rios.

Palavras-chave: Qualidade de água. Rio Bucatu. Bioindicadores

ABSTRACT

Aquatic ecosystems, particularly rivers, are sources of one of the most important natural resources for living things: water. Thousands of species of fauna and flora, including humans, need water to survive, being of good quality for the various uses. However, due to the population increase, a lack of public policies that aim the preservation of rivers and the diversification of water use, or when carried out, in an inadequate way, can have negative consequences for water resources and affect water quality, compromising their use for various purposes. This study aimed to evaluate the water quality of the Bucatu River, located in the county of Conde, south coast of Paraíba. The collections were carried out in the months of April, July, September, and December of 2016 and June and September of 2017 in 3 points in Rio Bucatu in the municipality of Conde -BP. For the physical and chemical variables, measurements were made in the subsuperficial layers of the water as temperature water and dissolved oxygen, both through direct reading with portable oximeter, pH and electrical conductivity measurements obtained with probes and also nitrite, nitrate, phosphate, ammonia and total phosphorus were analyzed and compared to reference values established by CONAMA Resolution 357/2005. With respect to zooplankton, this community was collected with a 45µm mesh of plankton by filtering 80L of water with the aid of a bucket. The results determined that all physical and chemical parameters were within the levels recommended by CONAMA resolution for Class 2 rivers, but at point P1 the total phosphorus presented higher values compared to the other points, exceeding by 4 times the limit established by No. 357/2005, such increase may be due to the large amount of macrophytes present at this site. Apart from the total phosphorus value, Bucatu River could be framed in a Class 1 river. This will be possible if the macrophyte bank present in the spring area is managed. Zooplankton was more abundant in July, probably as a response to an increase in primary production, because the river was isolated from the sea without water renewal, demonstrating that it is a community capable of showing cumulative responses to environmental changes. It is concluded that the Bucatu River is a river with good water quality and can be used as reference for studies of environmental restoration in other rivers.

Keywords: Water quality, Bucatu River, Bioindicators.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – (A) Hidrografia do município do Conde-PB com destaque para o Rio Bucatu. (B) Localização da passagem do Rio Bucatu pelos loteamentos da Praia de Tabatinga, Conde-PB

Figura 2 – Localização e aspecto dos 3 pontos amostrais no Rio Bucatu, Conde, PB.

Figura 3 – Precipitação nos municípios de João Pessoa e Conde ao longo do período de estudo

Figura 4 – Valores de temperatura em C°, ao longo do Rio Bucatu, durante o período de estudo

Figura 5 – Valores do pH nos três pontos do Rio Bucatu, ao longo do tempo analisado

Figura 6 – Concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do Rio Bucatu, ao longo do período de análise

Figura 7 – Valores de nitrato referente a todos os meses de coleta ao longo dos três pontos do rio Bucatu.

Figura 8 – Concentrações de nitrito ao longo do tempo nos três pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

Figura 9 – Concentrações de nitrogênio amoniacal, ao longo do tempo nos três pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

Figura 10 – Concentrações de fosfato ao longo do tempo nos três pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

Figura 11 – Concentrações de fósforo total, a longo do tempo nos tres pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

Figura 12 – Densidades totais da comunidade zooplanctônica ao longo do Ri Bucatu, durante o período estudado.

Figura 13 – Densidades da comunidade zooplanctônica por grupos, no Rio Bucatu, ao longo do período de estudo.

Figura 14 – Densidade de Copépoda ao longo do tempo, no Rio Bucatu, Conde-Paraíba.

Figura 15 – Densidade de Cladocera ao longo do Rio Bucatu, Conde, PB, durante o período estudado.

Figura 16 – Densidade de espécies de Rotífera ao longo do Rio Bucatu, Conde, PB, durante o período estudado.

Figura 17 – Densidade de outros grupos do zooplâncton, ao longo do Rio Bucatu, durante o período de estudo.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 REFERENCIAL TEÓRICO	13
2 OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 ÁREA DE ESTUDO	18
3.2 ANÁLISE FÍSICAS E QUÍMICAS	20
3.3 ANÁLISE DE NUTRIENTES	20
3.4 ANÁLISE DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA	21
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4.1 PRECIPITAÇÃO	21
4.2 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS (T°C, pH, O ₂)	22
4.2.1 TEMPERATURA	22
4.2.2 pH	23
4.2.3 OXIGÊNIO DISSOLVIDO	24
4.3 NUTRIENTES DISSOLVIDOS	25
4.3.1 NITRATO	26
4.3.2 NITRITO	27
4.3.3 AMÔNIA	28
4.3.4 FOSFATO	29

4.3.4 FÓSFORO TOTAL	31
4.4 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA	32
4.4.1 DENSIDADE TOTAL DE ZOOPLÂNCTON	32
4.4.2 COPEPODA	34
4.4.3 CLADOCERA	35
4.4.4 ROTIFERA	36
4.4.5 OUTROS GRUPOS	37
5 CONCLUSÃO	37
REFERÊNCIAS	39

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos, em particular os rios, são fontes de um dos recursos naturais mais importantes para os seres vivos: a água.

Milhares de espécies da fauna e flora, incluindo os seres humanos, necessitam da água para sobreviver, sendo ela de boa qualidade para os diversos usos. Entretanto, devido ao aumento populacional, falta de políticas públicas voltadas para a preservação dos rios e à diversificação do uso da água, quando realizadas de forma inadequada, pode provocar consequências negativas para os recursos hídricos e afetar a qualidade da água, comprometendo o seu uso para diversos fins.

De acordo com Arthurton et al. (2007), a quantidade disponível de água potável, assim como a preservação dos recursos hídricos, são elementos fundamentais para o bem-estar dos humanos e de outros organismos. Os rios, além da água, possuem grande importância alimentícia para os seres humanos, pois fornecem recursos, com destaque para os peixes. Porém, Arthurton et al. (2007) afirmaram que as reduções drásticas nos estoques de peixes estão gerando perdas econômicas como também perdas no suprimento de comida. O principal motivo da diminuição da abundância da fauna aquática nos rios, principalmente ao nível de diversidade, está na poluição dos ambientes aquáticos.

A qualidade e a abundância da água das nascentes de uma bacia hidrográfica podem ser alteradas por diversos motivos, destacando-se a declividade do local, o tipo de solo e o uso da terra, principalmente das áreas de recarga, pois influenciam no armazenamento de água subterrânea, como no regime da nascente e dos cursos de água. Dessa maneira, é importante realizar o estudo das interações dos recursos aquáticos e das ações antrópicas em uma bacia hidrográfica, uma vez que a conservação da água não pode ser obtida independentemente da conservação dos outros recursos naturais que com elas estão interligadas (PEREIRA, 1973).

Segundo Sopper (1975), em bacias hidrográficas que possuem cobertura de floresta natural, a vegetação exerce um papel importante contra a erosão do solo, sedimentação e excesso de lixiviação de nutrientes. Essas áreas são de grande importância para a conservação, pois mantêm o abastecimento de uma água de boa qualidade para os recursos hídricos.

Caso as áreas de vegetação natural sofram impactos, como por exemplo a retirada das árvores, o ambiente aquático passará por processos de degradação da qualidade da água, uma vez que não existirá mais a proteção das plantas nativas daquele local. De acordo com o Código Florestal, em nascentes e olhos de água a distância mínima a ser preservada com mata é de 30 metros, porém na maioria das vezes observa-se que atividades agrícolas e imobiliárias não respeitam essa distância (BROWN, 1998). O aumento no aporte de nutrientes pode levar a um estado de eutrofização do ambiente, alterando a qualidade de água e resultando em mudanças na composição das comunidades presentes no corpo aquático.

Segundo Goulart e Callisto (2003), nos últimos anos, os ambientes aquáticos sofreram diversos impactos ambientais, sendo eles a maioria causada por atividades antrópicas, tais como: mineração; construção de represas e barragens; desvio do curso original dos rios; despejo de efluentes industriais e domésticos; desmatamento; pesca exacerbada; introdução de espécies exóticas, entre outros. Todas essas atividades têm causado uma significativa queda da qualidade da água, como também na redução da biodiversidade aquática, devido a mudanças na estrutura do ambiente físico, químico e também da alteração da dinâmica natural dos organismos biológicos, que se adaptam a essas mudanças.

Um fator que acelerou muito a degradação dos ambientes aquáticos urbanos foi o crescimento acelerado das cidades, nas últimas décadas estas veem aumentando de forma desordenada e ocupando regiões próximas a rios e lagos, os quais sofrem a influência antrópica, seja ela direta ou indiretamente, trazendo diversas consequências negativas ao meio (muitas vezes irreversível), principalmente os ambientes aquáticos urbanos.

Inventários da diversidade de habitats aquáticos, avaliação dos recursos tróficos disponíveis e levantamento dos organismos presentes em um meio aquático, constituem-se em um importante fator para a proposição de estratégias de conservação e entendimento dos ecossistemas aquáticos continentais (GALDEAN 1999, CALLISTO, 2001). Nesta linha de raciocínio, ao longo de trinta anos, a história do monitoramento dos impactos ambientais em corpos hídricos tem mudado de uma abordagem tradicional, que utiliza como indicadores de impacto ambiental variáveis físicas, químicas e bacteriológicas, para uma abordagem que se utilize tanto destes parâmetros quanto das características biológicas do ecossistema estudado (BUSS et al., 2008).

O processo de biomonitoramento, que é realizado através de organismos zooplancônicos, pode estabelecer uma interessante ferramenta nas mãos de pesquisadores, uma vez que estes organismos estão associados às condições químicas, físicas e biológicas do sistema, possuindo “*papel central na dinâmica de um ecossistema aquático, principalmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia*” (ESTEVES, 1998, p. 574).

Segundo Soranno et al. (1985), a comunidade zooplancônica é considerada como um modelo importante na dissipação energética dos ambientes aquáticos como também na manutenção e orientação das teias tróficas aquáticas. Devido à sua posição na cadeia alimentar, que estabelece uma grande conectividade com os produtores primários, o zooplâncton é extremamente suscetível a mudanças nas estruturas que ocorrem nos níveis tróficos inferiores (SORANNO et al., 1985).

A comunidade zooplânctonica de ambientes aquáticos continentais é constituído na sua maioria por protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodos, os quais desempenham papel importante na cadeia alimentar, transferindo massa e energia de produtores primários para níveis tróficos superiores.

O presente trabalho foi parte de uma dissertação de mestrado, intitulada “Avaliação da Qualidade da Água em dois rios com diferentes impactos antropogênicos e o efeito da biorremediação na recuperação do Rio do Cabelo”, defendida por Me. Randolpho Sávio de Araújo Marinho, realizada na Programa de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente- PRODEMA, e visa avaliar a qualidade da água da micro bacia do Rio Bucatu, localizado no município do Conde, litoral sul da Paraíba, que atualmente vem sofrendo aumento de pressão pela ação antrópica, através do aumento da ocupação em suas margens.

1. REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Poluição de rios urbanos

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, o crescimento populacional ocorreu e vem ocorrendo de maneira desordenada e muito rápida, no qual cerca de 90% da população vive nas cidades. Visto isso, o impacto nos ambientes aquáticos urbanos vem aumentando drasticamente levando a diversos impactos negativos nos rios urbanos. Os esgotos são uma das principais causas de poluição das águas fluviais, pois são

despejados de forma natural em valas e rios, causando diversas enfermidades devido à água contaminada. Mesmo em locais que existem Estações de Tratamento de Esgoto, o seu tratamento não é completo, lançando efluentes ricos em nutrientes e cianobactérias nos rios receptores.

A influência antrópica no contexto de contaminação das águas subterrâneas, em conjunto com o desmatamento e alteração das variáveis físicas, químicas e biológicas do meio ambiente tem causado uma perda significativa da qualidade da água, consequentemente prejudicando a biodiversidade de espécies que habitam o ambiente aquático urbano.

Como exemplo de um rio em degradação devido à urbanização e crescimento populacional, tem-se o Rio Ganges, localizado na Índia, é considerado um dos rios mais poluídos do mundo, e a maior causa de poluição é o despejo de esgotos não tratados ao longo do seu curso, sendo também uma fonte de xenobióticos e agentes cancerígenos e teratogênicos (BOTELHO et al, 2013).

Além disso, o rio é um local sagrado no país, em que milhões de habitantes, devotos e peregrinos buscam a purificação por meio de rituais e cerimônias fúnebres em sua margem, contribuindo também para a sua degradação. No Brasil, o rio poluído mais conhecido é o Rio Tietê, no qual a degradação teve início ainda em meados da década de 20 do século XX, causada pela grande quantidade de lixo depositada ao seu redor, esgotos, e resíduos industriais que favoreceram em transformar o Rio Tietê no mais poluído do Brasil.

Na cidade de João Pessoa, a maioria dos ambientes aquáticos urbanos estão altamente eutrofizados, como por exemplo o Rio Jaguaribe, que passa por várias comunidades de baixa renda. De igual forma, o Rio do Cabelo vem sofrendo impactos devido à urbanização ao longo de seu curso, o qual já está poluído desde sua nascente, localizada no bairro de Mangabeira, até seu estuário, no mar, localizado no bairro da Penha. Segundo Farias (2006), as principais fontes de poluição que atingem a micro bacia do Rio Cabelo são causadas por ações antrópicas, nas quais destaca:

- O Complexo Presidiário de Mangabeira, localizado a montante da nascente do rio, que lança esgoto *in natura*.
- Existência de Galeria Pluvial, com duas saídas que estão localizadas na estrada que conecta Mangabeira VII ao Conjunto Cidade Verde, a montante da nascente.

- Efluentes domésticos.
- Efluentes advindos das indústrias, os quais são despejados na calha do Rio Cabelo, após passarem por um tratamento preliminar em fossas sépticas.

Em meados da década de 80, a construção do anel viário do Projeto Costa do Sol, que hoje em dia se chama Pólo Cabo Branco, foi um fator que acelerou o processo de desmatamento sobre os tabuleiros costeiros antes ocupados pela vegetação de mata e cerrado. Os manguezais, foram aterrados e trechos dos Rios do Cabelo e Aratú tiveram que ser desviados e encontram-se degradados devido à construção de pontes na via de acesso ao Pólo Turístico (SILVA, 1997).

De acordo com Farias (2006), outro fator que favoreceu o processo de degradação do Rio Cabelo foi a construção da rodovia PB-008, que tinha como objetivo conectar as praias urbanas ao litoral norte e sul, intensificando os impactos ambientais e sociais. Mas outros rios próximos a áreas urbanas sofrem também grandes interferências, mudando a sua qualidade e comprometendo os múltiplos usos.

1.2 Impactos ambientais sobre a qualidade da água de rios

Nas últimas décadas, os ambientes aquáticos veem sofrendo significativos impactos ambientais advindos da ação antrópica, como por exemplo: lançamentos de efluentes domésticos e industriais sem os devidos tratamentos, mineração, construções de barragens e represas, desmatamento, uso inadequado do solo em regiões de risco, entre outros.

Em consequência das referentes atividades, observa-se uma alta taxa na queda da qualidade da água, como também na sua biodiversidade, devido ao impacto no ambiente físico, químico e mudança da dinâmica natural das comunidades biológicas.

Tendo em vista as diversas formas de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, é essencial que haja um monitoramento na qualidade da água desses ambientes, podendo ser realizado através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas, químicas e biológicas. Esse sistema de monitoramento faz parte da ferramenta fundamental na classificação de ambientes aquáticos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas e estão regulamentadas por Resoluções, como por exemplo a Resolução CONAMA de N° 357, de 2005.

O monitoramento físicos e químicos dos rios tem vantagem na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tal como a identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água. Porém, este método apresenta também, algumas desvantagens, como por exemplo, a descontinuidade temporal e espacial das amostragens.

As amostras das variáveis físicas e químicas mostram os dados momentâneos do que pode ser uma situação altamente dinâmica (WHITFIELD, 2001), visto que algumas variáveis mudam na coluna de água ao longo do dia. Devido à alta capacidade de autodepuração e do fluxo energético unidirecional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos transportados através da chuva para dentro dos ecossistemas aquáticos, podem sofrer diluição antes da data de coleta das amostras ou acarretar poucas mudanças nos resultados das variáveis.

Além do mais, o monitoramento físico e químico da água é pouco eficaz na detecção de mudanças na diversidade de habitats, e incapaz na determinação das consequências da alteração da qualidade da água sobre as comunidades biológicas. De outra forma, os parâmetros biológicos são melhores para entender a integridade ecológica total dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (Barbour et al., 1999).

Os agentes biológicos dos ambientes aquáticos são compostos por organismos que possuem adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações (ALBA-TECEDOR, 1996). Então, o monitoramento através das comunidades biológicas é uma ferramenta na avaliação das respostas desses organismos a modificações nas condições ambientais originais.

Os principais métodos envolvidos na avaliação da água pelos indicadores biológicos são o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis a alterações no ambiente, medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas, entre outros (BARBOUR et al., 1999).

1.3 Comunidade zooplânctonica como bioindicador da qualidade da água

Um bioindicador ambiental pode ser definido como um organismo, população ou comunidade que vai apresentar reações a diferentes alterações ambientais as quais irão

modificar as espécies presentes, as suas densidades, funções vitais, e/ou composição molecular do organismo, possibilitando obter informações sobre a situação daquele ambiente.

Segundo (LIMA, 2001), o termo bioindicador tem como definição a utilização de organismos (uma parte ou comunidade) para obtenção informações sobre a qualidade do seu ambiente.

Já o biomonitoramento é o estudo contínuo de um ambiente com a ajuda desses bioindicadores, que por sua vez, são chamados de biomonitores. Para Lima (2001), os bioindicadores respondem a diversos tipos e magnitudes de alterações no ambiente, sejam elas causadas por humanos ou não. Existem espécies que não suportam nenhum tipo de alteração em seu habitat, causando uma diminuição da diversidade como também de suas abundâncias.

O zooplâncton é encontrado em diversos estudos, sendo utilizado como bioindicador no monitoramento de impacto ambiental em recursos hídricos (BUSS *et al.*, 2003).

Por serem organismos sensíveis, são muito utilizados na avaliação da qualidade da água, pois, as espécies respondem rapidamente a modificações no habitat, e pode ser um bom indicador da qualidade da água e da estrutura da comunidade biótica (MAKAREWICZ *et al.*, 1994). Além de indicar os fatores acima citados, o zooplâncton pode ser utilizado para estudar os efeitos causados em um ambiente através da introdução de espécies exóticas, assoreamento, contaminação por esgotos e atividades agrícolas (KANE e CULVER, 2007).

Segundo Lansac-Tôha *et al.* (2003) e Rossa *et al.* (2001), a quantidade de espécies de zooplâncton presentes em um ambiente está relacionada com a sua variação espacial, como também os fatores de turbidez, pluviosidade e os períodos de cheia e seca. Já Tundisi e Tundisi (2008) alegaram que o que altera na distribuição espacial do zooplâncton são vários fatores físicos e químicos, como por exemplo: temperatura, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes, luminosidade, disponibilidade de recursos alimentícios, competição, predação, parasitismo e reprodução.

A vantagem em utilizar o zooplâncton como bioindicador de ambientes impactados é ter um custo menor de coleta quando comparado com peixes. De acordo com Guntzel *et al.* (2000), os microrganismos zooplanctônicos que podem melhor ser

utilizados como bioindicadores de ambientes aquáticos são os cladóceros, e dentre eles as espécies pertencentes aos gêneros *Bosmina* e *Moina*, pois, são bastante sensíveis a mudanças nas condições ambientais. Dentro da grande variedade de classes e ordens que existem, os Rotifera, Copepoda e Cladocera são considerados mais representativos em água doce, sendo muito importantes no processo de biomonitoramento da qualidade e manutenção do equilíbrio de um ecossistema aquático.

Também podem atuar no controle da comunidade fitoplanctônica, na reciclagem de nutrientes e também participam da cadeia alimentar para os peixes (ROSSA et al, 2001). Outros grupos, como os rotíferos, são os mais conhecidos como bioindicadores, além de serem extremamente diversificados morfologicamente, são encontrados na maioria dos corpos de água, desempenhando papel fundamental na transferência de energia na teia trófica (KETCHUM, 1962; ELSER et al., 1988).

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade da água do Rio Bucatu, localizado no município do Conde, litoral sul da Paraíba, a partir de variáveis limnológicas e comunidades zooplanctônicas como indicadoras.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar as variáveis físicas e químicas nos três pontos de coleta do Rio Bucatu.

Analisar as comunidades de zooplâncton ao longo dos três pontos de coleta do Rio Bucatu, como bioindicadores de qualidade de água.

Comparar a qualidade de água do Rio Bucatu com a Resolução CONAMA 357/2005 e verificar o seu enquadramento.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1- ÁREA DE ESTUDO

As coletas foram realizadas no Rio Bucatu, localizado entre as coordenadas 7° 19' 11,64" S e 34° 49' 26,87" W, e 7° 18' 32,70" S e 34° 48' 01" W, no município do Conde- PB.

A microbacia do Rio Bucatu tem aproximadamente 856,2 ha, está localizada no litoral sul da Paraíba, a 17 Km da capital do estado da PB, entre as coordenadas 7° 19' 11,64" S e 34° 49' 26,87" W, e 7° 18' 32,70" S e 34° 48' 01" W, no município do Conde- PB (Figura 1A).

O município do Conde, limita-se com João Pessoa ao Norte, com Alhandra e Pitimbu ao Sul, Santa Rita e Alhandra a Oeste, e com o Oceano Atlântico a leste. As altitudes variam de 0 a 112m e sua área é de 172,35 km².

Como áreas urbanizadas apresenta, além da sede municipal, o distrito de Jacumã, na zona costeira do município. Possui também na zona rural, assentamentos regularizados pelo INCRA e INTERPA.



Figura 1. (A) Hidrografia do município do Conde-PB com destaque para o Rio Bucatu. (B) Localização da passagem do Rio Bucatu pelos loteamentos da Praia de Tabatinga, Conde-PB

A micro bacia do Rio Bucatu, vem passando por um processo de ocupação intensiva, fruto das pressões antrópicas que agem direta e indiretamente sobre a sua bacia. Além disso, há um processo de especulação imobiliária, que submete a região a terraplanagem, queimadas, desmatamento do manguezal, aumento de residências, etc.

Segundo Coutinho (1999), dentre as residências de veraneio próximo ao rio, não foram observados comércios nem lançamento clandestino de esgoto, porém, a existência de fossas sépticas provavelmente afeta a qualidade de água da laguna, devido à proximidade das construções e da superficialidade do lençol freático.

Atualmente, com o processo de urbanização, a praia de Tabatinga 2 conta com um bar e alguns quiosques, como também vários hotéis e pousadas que foram inaugurados na região, mas não foi observado o despejo clandestino de esgoto, pois todas as construções possuem fossas, no entanto não se sabe se infiltram para o subsolo.

A proximidade do Rio Bucatu com a praia de Jacumã (roteiro turístico), a beleza cênica das praias próximas ao rio e a facilitação do acesso a tais praias, promovida pela existência de uma rodovia estadual que liga a região à capital do estado, favoreceram o crescimento do setor imobiliário, que transcendeu os espaços costeiros, adentrando cada vez mais rumo ao interior do continente (Figura 1.B).

Os três pontos analisados correspondem a todo o percurso do rio, sendo o P1 na área de nascente, que é coberta por macrófitas (junco), o P2 no médio curso, próximo da ponte da rodoviária PB 008, uma área mais alargada, em que o ambiente aquático apresenta um comportamento mais lântico e o P3 na área da foz (Figura 2), tendo sido as amostras retiradas com a maré secando, para caracterizar a situação do rio e não a marinha.

Entre os meses de maio e agosto, a saída do rio para o mar esteve fechada por areia, devido à dinâmica costeira e o P3 apresentou características de ambiente lântico, de laguna costeira.

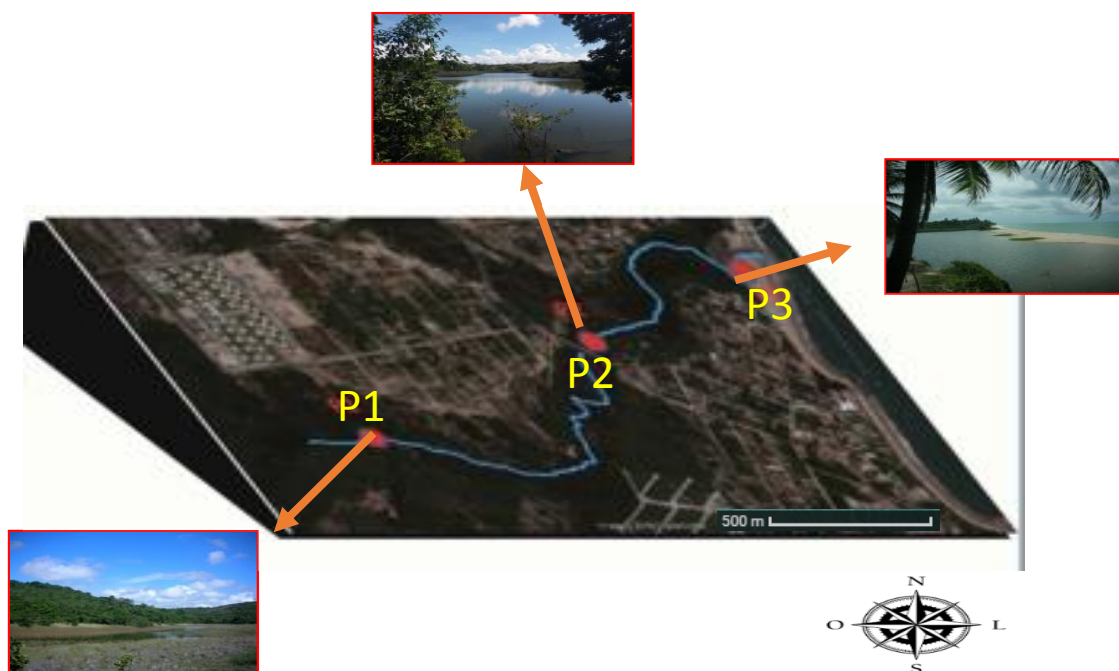


Figura 2 – Localização e aspecto dos 3 pontos amostrais no Rio Bucatu, Conde, PB.

Fonte: Marinho (2018).

As coletas para análises químicas e físicas foram realizadas nos meses de abril, julho e setembro de 2016 (temperatura, pH, O₂), e nos meses de junho e setembro de 2017 (nutrientes). Já para as análises biológicas de zooplâncton, foram realizadas nos mesmos meses, com exceção de junho de 2017. Foram selecionados três pontos de coleta, como exposto na figura 2.

3.2 Análises físicas e químicas da água

Para analisar as variáveis físicas, foram efetuadas medições nas camadas sub superficiais da água para temperatura e oxigênio dissolvido através de leitura direta com oxímetro portátil, pH e condutividade elétrica obtidas com potenciômetro portátil.

3.3 Análise de nutrientes

As amostras de água destinadas às análises de nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrito, nitrato, amônia, fosfato e fósforo total) foram coletadas com garrafas plásticas de polietileno previamente lavadas com solução de ácido clorídrico e enxaguadas com água destilada. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo e levadas, imediatamente, para o laboratório de Ecologia Aquática - LABEA, pertencente ao Departamento de Sistemática e Ecologia (DSE) da Universidade Federal da Paraíba. O procedimento analítico laboratorial seguiu, rigorosamente, as recomendações do Standard Methods/APHA.

As amostras de água foram, inicialmente, filtradas com filtros de fibra de vidro (GF/C – 47mm de diâmetro) para que fosse retirado o material em suspensão. Em seguida, alíquotas desta água foram retiradas e acondicionadas em frascos de polietileno menores, sendo 50ml para nitrito, 50ml para fosfato, 25 ml para nitrato e 25ml para amônia. As análises de nitrito foram feitas com base no método colorimétrico e as leituras das absorbâncias das amostras foram realizadas em um espectrofotômetro. Já as de nitrato foram realizadas a partir do método da coluna redutora de cádmio e, assim como nitrito, também foram lidas espectrofotometricamente.

As amostras de amônia foram analisadas a partir do método do fenol, e foram lidas no espectrofotômetro no comprimento de onda de 640nm. Quanto às análises de fosfato, o método utilizado foi o do ácido ascórbico, sendo também, realizada a leitura da absorbância das amostras espectrofotometricamente, no comprimento de onda de 880nm.

3.4 Análise da comunidade zooplancônica

Foram coletadas amostras em triplicado, com o auxílio de um balde, na sub-superfície do rio. Para isso foram filtrados 80 L de água, filtrados por um filtro de 45 μ m de abertura de poro. O material assim coletado foi fixado com formol a 4% saturado com açúcar. As contagens e identificação foram realizadas em microscópio ótico, com uma câmara de contagem tipo Sedgwick Rafter. A contagem foi de no mínimo 100 indivíduos por réplica e os valores apresentados, em densidades, serão a média de todas as réplicas.

3.5 Dados pluviométricos

Os valores pluviométricos para o período desejado foram obtidos através do site da AESA, Agência Executiva da Gestão de Águas do Estado da Paraíba.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 – Precipitação

Os dados de precipitação demonstram que os maiores índices ocorreram entre abril e junho. De julho a novembro as taxas de precipitação foram muito baixas, correspondendo ao período de estiagem, como pode-se observar no gráfico abaixo obtido pela AESA (Figura 3).

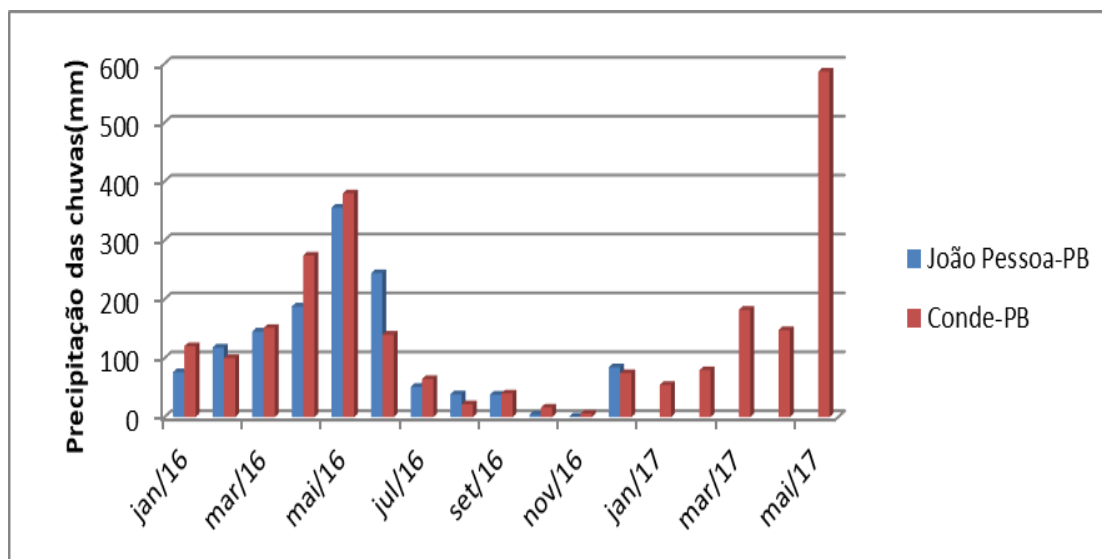


Figura 3 – Precipitação nos municípios de João Pessoa e Conde ao longo do período de estudo.

4.2 Parâmetros físicos e químicos (T°C, pH, O₂).

Todos os valores registrados nesta pesquisa estão de acordo com a Resolução CONAMA de N° 357, de 2005.

4.2.1 Temperatura

A temperatura da água do Rio Bucatu variou entre 25°C no ponto 1, no mês de abril/2016, (o qual se refere ao período chuvoso da região) e no mês de julho, no mesmo ponto, foi registrada a maior temperatura do rio, chegando aos 29,1 °C (Figura 4).

Correia (2015) afirmou que, grandes mudanças de temperatura na água podem gerar efeitos prejudiciais aos organismos aquáticos, causando impactos em seu crescimento e proliferação, uma vez que pode diminuir a atividade biológica e assim, aumentar a quantidade de microorganismos e algas nocivas nestes ambientes.

Neste trabalho foram registradas diferenças de temperatura entre os pontos, apresentando em abril temperaturas mais elevadas no médio e baixo curso do rio e no resto dos meses temperaturas mais elevadas na área da nascente.

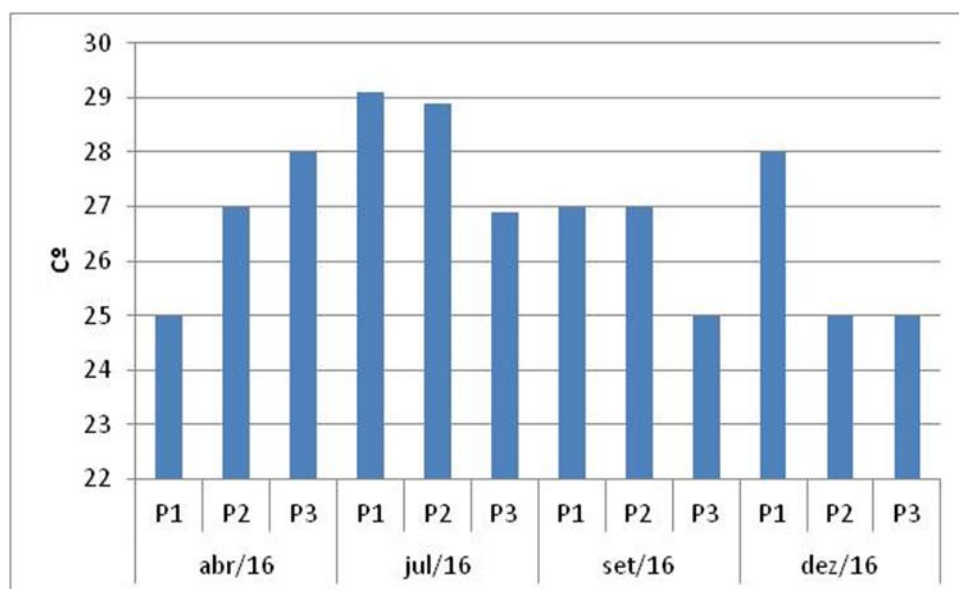


Figura 4: Valores de temperatura em C°, ao longo do Rio Bucatu, durante o período de estudo.

4.2.2 pH

Os valores do pH do Rio Bucatu variaram entre 4,8, no P1 e 8,5 no P3. Em períodos de chuva, é comum que o pH diminua, devido à matéria orgânica que é incorporada pelo rio, que, ao sofrer decomposição, libera CO₂, causando uma queda no pH.

De acordo com Maier (1987), rios que atravessam áreas pantanosas possuem águas com o pH muito baixo, devido à grande quantidade de matéria orgânica em decomposição, os rios de mangue também estão incluídos nessa categoria.

A nascente do Rio Bucatu está ocupada por grande quantidade de macrófitas, o que pode contribuir com os menores valores de pH nesta região do rio, explicado pelos processos acima citados.

Geralmente os ambientes lóticos brasileiros apresentam pH próximo da neutralidade, o que foi verificado em trabalhos realizados no Rio Forqueta/RS por Strohschoen (2009) onde o pH da água nos pontos de coleta variou de 6,4 a 7,8. Também foram encontrados resultados semelhantes por Silva e Souza (2013) no Rio do Carmo no Rio Grande do Norte, onde o pH variou de 6,59 a 8,33 (Figura 5).

Em comparação com outros rios do Estado da Paraíba, resultados similares foram obtidos por Farias (2006) em seu estudo sobre a água do Rio Cabelo, a qual verificou valores de pH maiores que 6,0 e menores ou iguais a 7,0, em todos os pontos amostrados entre os anos de 1998 e 2005. Outro estudo, feito no Rio Gramame-PB, Queiroz (2006) encontrou resultados de pH que também se assemelham aos encontrados no Rio Bucatu e Rio do Cabelo, variando entre 6,36 e 8,18, ao longo dos 12 meses do ano de 2006.

Os valores de pH do Rio Bucatu estiveram no limite estipulado pela resolução do CONAMA na maioria dos pontos, exceto nos pontos 1 e 2 referentes ao mês de setembro, os quais apresentaram valores de 4,8 e 5,5, respectivamente. A resolução do CONAMA 357/2005 fixa os valores de pH entre 6,0 e 9,0, para rios de categoria 2. O mês de setembro é o mês seguinte ao da abertura da foz, e pode refletir a degradação ou aumento da decomposição causada pelas macrófitas no P1, em virtude da perda de qualidade de água, devido à diminuição do fluxo pelo fechamento da barra na foz. Aumentando a decomposição, diminui o pH pela liberação de CO₂ pelos processos de degradação da matéria orgânica.

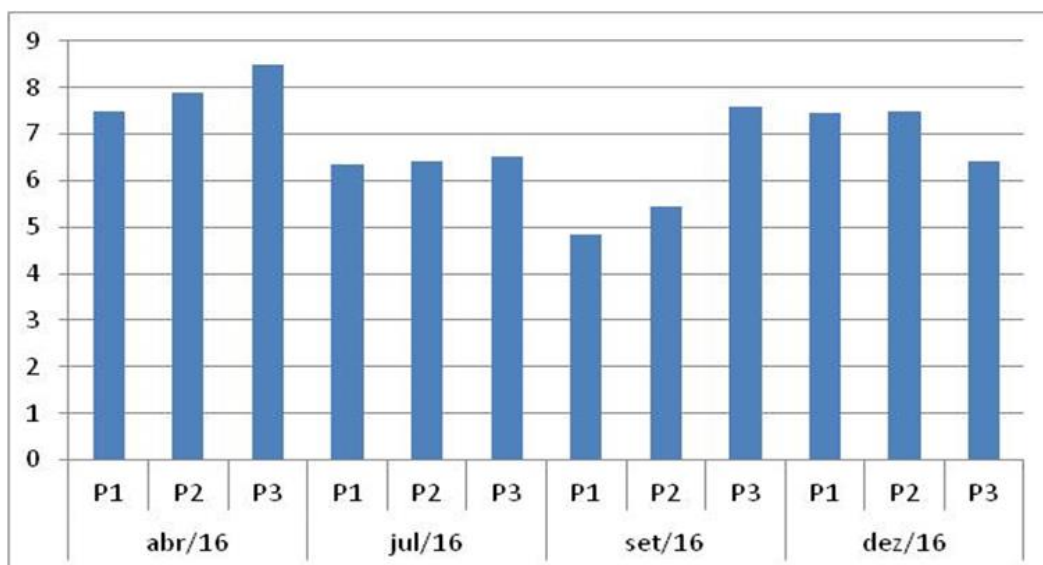


Figura 5: Valores do pH ao longo do Rio Bucatu, ao longo do período analisado.

4.2.3 Oxigênio dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido no Rio Bucatu variaram entre 4,46 mg.L⁻¹ no ponto 1 (setembro/2016) e 11,8 mg.L⁻¹ no ponto 2, em dezembro/2016 (Figura 6). Em comparação com os valores obtidos no Rio Cabelo por Farias (2006) que obteve valores entre 4,0 mg.L⁻¹ e 6 mg.L⁻¹. Já no Rio Gramame, os valores encontrados foram menores, variando de 0,4 mg.L⁻¹ a 8,6 mg.L⁻¹ (DE QUEIROZ 2006).

Os valores de oxigênio dissolvido encontrados no Rio Bucatu estão de acordo com o mínimo permitido pela resolução do CONAMA 357/2005, que estabelece níveis acima de 2,0 mg.L⁻¹ em qualquer amostra. O rio analisado apresentou-se mais oxigenado que os outros presentes na região do município de João Pessoa, demonstrando melhor qualidade ambiental.

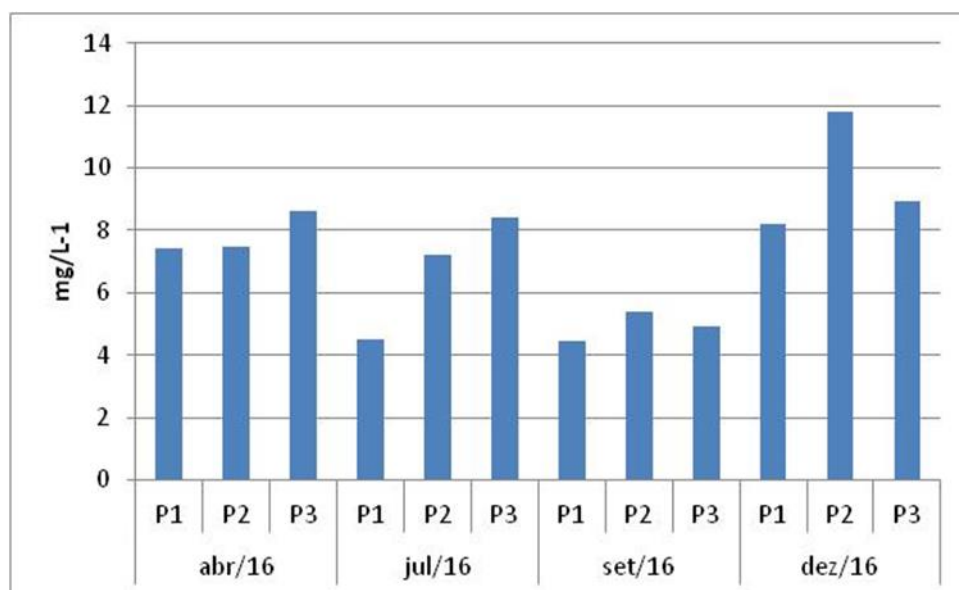


Figura 6: Concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do Rio Bucatu, durante o período de análise.

4.3 Nutrientes dissolvidos

Os compostos nitrogenados são nutrientes utilizados por processos biológicos. São tidos como macronutrientes, portanto, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento em maior proporção em células vivas. Quando carregado nas águas naturais juntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, o que é chamado de eutrofização (CETESB/SP, 2005).

A presença de nutrientes em ambientes aquáticos é resultante de fontes naturais e antropogênicas. As fontes naturais incluem a intemperização de rochas e solos, deposição atmosférica e decomposição da matéria orgânica.

O ingresso desses nutrientes no ambiente, normalmente dá-se pela água de escoamento superficial, precipitação direta e através da descarga de água subterrânea em rios ou riachos, ou a decomposição de matéria orgânica no próprio sistema aquático. As fontes antrópicas incluem a poluição podendo ser fontes pontuais ou não pontuais, ou

difusas, sendo resultantes das atividades agrícolas, industriais e de descarga de esgotos, principalmente em áreas urbanas (USGS, 1999).

O nitrogênio amoniacal, quando encontrado na água, significa que naquele ambiente existe muita matéria orgânica em decomposição e que ele está com pouco oxigênio. No meio aquático, o nitrogênio é encontrado nas seguintes formas (CLESCERI et. al., 1998):

- 1 - Nitrogênio molecular (N_2), escapando para a atmosfera;
- 2 - Nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão);
- 3 - Nitrogênio amoniacal, como amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+);
- 4 - Nitrito (NO_2^-);
- 5- Nitrato (NO_3^-).

4.3.1 Nitrato

O nitrogênio, quando está na forma de nitrato, é um indicativo de esgoto no corpo de água, os fertilizantes também são fontes de grande quantidade de nitrato, que quando utilizados de maneira incorreta e exagerada, atingem os cursos dos rios, principalmente nos períodos de chuva (ESTEVES, 1998).

Quando o nitrato é encontrado em altas concentrações e há presença de outros nutrientes, pode ocorrer o processo da eutrofização, que está associada a grandes florescimentos de algas (RUSSO & TURSTON, 1991).

Os valores de nitrato nos locais amostrados variaram de $42,76 \mu g.L^{-1}$ ($0,04 mg.L^{-1}$) (P2-Julho) até $881,65 \mu g.L^{-1}$ ($0,88 mg.L^{-1}$) (P2-abril) (Figura 7), bem abaixo do limite permitido pelo CONAMA, que é de $10,0 mg.L^{-1}$ para rios de Classe 2, revelando que o Rio Bucatu não recebe uma grande carga orgânica externa.

Os valores mais elevados de nitrato estiveram associados ao alto e médio Rio Bucatu, o que mostra a interferência do grande banco de macrófitas presente na nascente do rio.

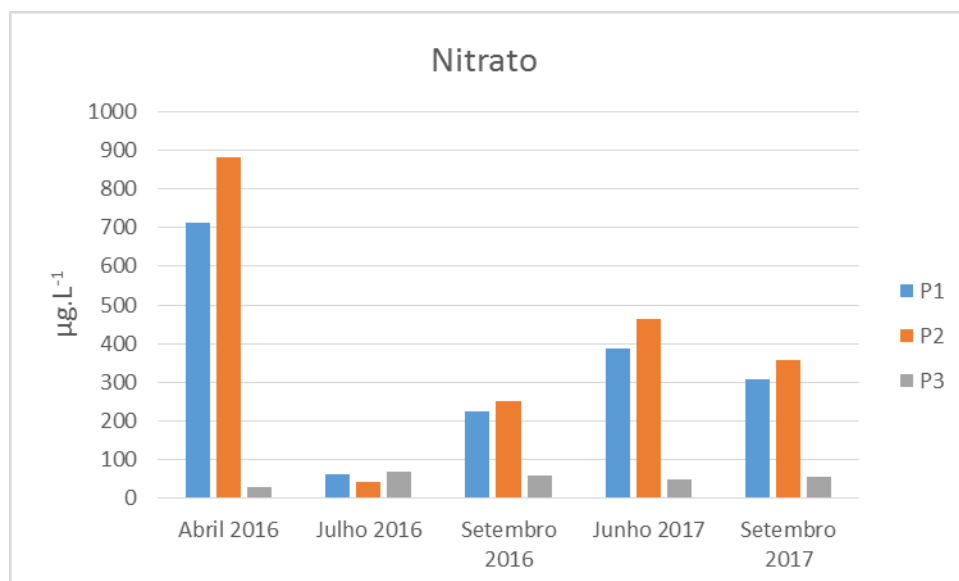


Figura 7: valores de nitrato referente a todos os meses de coleta ao longo dos três pontos do rio Bucatu.

4.3.2 Nitrito

Segundo Cavalcanti (2003), níveis de nitrito muito elevados podem tornar a água tóxica. O nitrito é indicativo de um processo biológico ativo que é influenciado por poluição orgânica, sendo encontrado na superfície do corpo de água e em pequena quantidade, devido à sua instabilidade na presença de oxigênio, tornando-o nitrato.

De acordo com Branco (1986), o nitrogênio, assim como outros nutrientes, pode causar a superprodução de algas e cianobactérias nos ambientes aquáticos que recebem efluentes das estações de esgotos que não reduzem a quantidade desse elemento.

De acordo com o gráfico abaixo (Figura 8), os valores da média de Nitrito, ao longo dos pontos, variaram de 1,23 µg.L⁻¹ (0,0023 mg.L⁻¹) a 4,93 µg.L⁻¹ (0,004 mg.L⁻¹), estando bem abaixo do limite máximo permitido pela Resolução CONAMA de N° 357, de 2005, para rios de Classe 2, a qual explicita que nenhum valor de nitrito para corpos de águas doces, onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo, esteja acima de 1,0mg.L⁻¹. É fundamental que os teores de nitrito em águas de drenagem estejam em concentrações baixas, pois caso contrário podem provocar sérios danos ambientais, visto este composto ser tóxico.

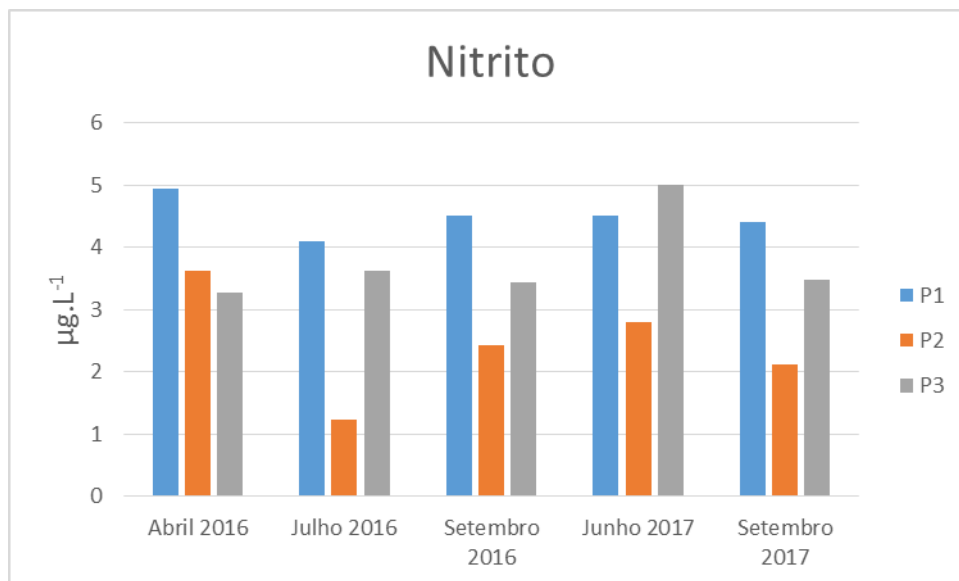


Figura 8. Concentrações de nitrito ao longo do tempo nos três pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

Os valores de nitrito foram menos elevados no P2, por apresentar este ambiente mais oxigênio que o P1 (Figura 6), o que permitiu que o nitrito se transformasse em nitrato, que foi geralmente mais abundante neste ponto amostral (Figura 7).

4.3.3 Amônia

Segundo a resolução do CONAMA 357/05, o valor limite do nitrogênio amoniacal varia conforme o valor do pH. O pH mais elevado torna a amônia mais tóxica com valores mais baixos. De acordo com Mota (1995), o nitrogênio orgânico e amônia estão associados a efluentes e águas poluídas recentemente.

Ao longo do tempo, o nitrogênio orgânico será convertido em nitrogênio amoniacal, em seguida, se as condições aeróbicas estiverem presentes, a oxidação da amônia vai ocorrer e se transformará em nitrito e posteriormente em nitrato.

Segundo Von Sperling (1996), em um corpo de água, a quantidade de nitrogênio pode fornecer dados sobre o estágio da poluição naquele ambiente.

Pelos valores observados, nota-se que o Rio Bucatu registrou valores de amônia que variaram de $43,8 \mu\text{g/L}^{-1}$ ($0,0438 \text{ mg.L}^{-1}$) a $305,66 \mu\text{g/L}^{-1}$ ($0,30566 \text{ mg.L}^{-1}$) (Figura 9). Como o pH do Rio Bucatu variou entre 4,8 e 8,3 e que o limite de nitrogênio amoniacal varia conforme o pH, os valores obtidos estão bem abaixo da quantidade permitida pelo CONAMA, que estabelece um máximo de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, para rios com $\text{pH} \leq 7,5$ e para rios

com pH maior que 8,0 e menor que 8,5 o limite é 1,0 mg. L⁻¹. Estes valores caracterizariam o Rio Bucatu como de Classe 1.

Apesar dos outros compostos nitrogenados (nitrato e nitrito) terem sido mais elevados no Alto e médio curso do Rio Bucatu, a amônia foi menos elevada nesse local, sendo mais elevada em direção à foz. Como verificou-se presença de oxigênio dissolvido em todo o rio, e este não teve menores concentrações na foz, estes valores elevados no médio e baixo cursos, pode ser o resultado de poluição recente, e não contribuição direta pelas macrófitas na nascente, visto que neste local, as concentrações de amônia foram menos elevadas.

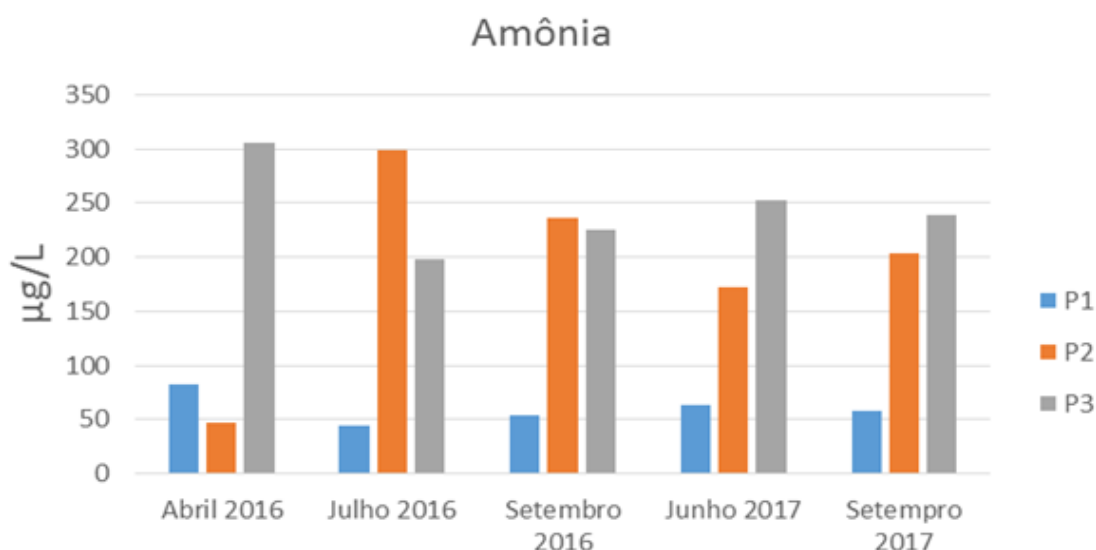


Figura 9. Concentrações de nitrogênio amoniacal, ao longo do tempo nos três pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

4.3.4 Fósforo

O elemento fósforo, é proveniente da decomposição de materiais orgânicos, esgoto ou ainda dos fertilizantes químicos, utilizados na agricultura. Os compostos de fósforo podem ser encontrados na água sob várias formas derivadas, como por exemplo: ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. O ortofosfato, como citado acima, tem origem dos fertilizantes fosfatados, os polifosfatos derivam de despejos de esgotos domésticos ou industriais, as quais utilizam detergentes sintéticos à base de polifosfatos.

Segundo Ceballos et al. (1998), são três os nutrientes que possuem ligação direta com o processo de eutrofização de um ambiente aquático, sendo eles: fósforo total, ortofosfato e amônia.

Esteves (1988), afirmou que na maior parte dos ecossistemas aquáticos continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, este nutriente tem sido relatado como o principal causador da eutrofização artificial destes ecossistemas. Logo, elevadas concentrações de fósforo não são desejáveis.

As concentrações de fosfato encontradas no Rio Bucatu, durante os meses analisados variaram de $6,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($0,0066 \text{ mg.L}^{-1}$) em abril de 2016 no P2, até $165,73 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($0,16573 \text{ mg.L}^{-1}$), no mesmo mês no P1 (Figura 10). Em geral, as concentrações mais elevadas foram registradas no alto curso (P1), provavelmente devido à presença do grande banco de macrófitas presente na área de nascente. Nos seus processos de decomposição há liberação de fósforo.

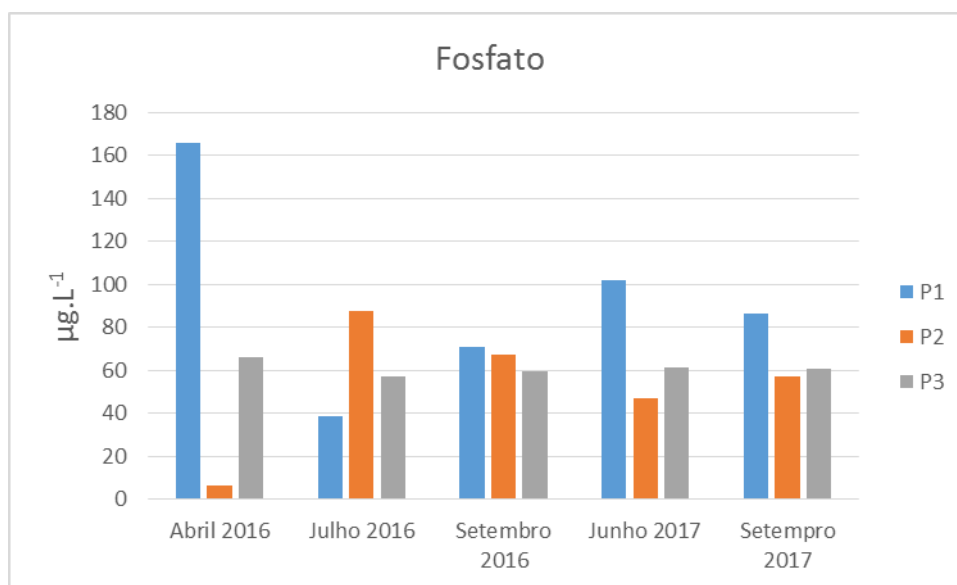


Figura 10: Concentrações de fosfato ao longo do tempo nos três pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

4.3.5 Fósforo Total

De acordo com Brigante e Espíndola (2003), o fósforo encontrado em águas naturais pode ter sido originado das rochas da bacia de drenagem, de matérias em partículas da atmosfera, como também de fontes artificiais, como o esgoto e do deflúvio superficial advindo da agricultura, o qual carrega compostos químicos e fertilizantes.

A concentração de fósforo total variou de $46,06 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($0,046 \text{ mg.L}^{-1}$) no ponto 2, referente ao mês de abril até o valor de $409,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($0,4098 \text{ mg.L}^{-1}$) (Figura 11), o qual foi o mais elevado, referente ao ponto 1 do mês de julho. Os valores de fósforo total em todos os meses do ponto 1 foram mais elevados que os exigidos na resolução CONAMA 357/2005. No trabalho realizado por Farias (2006), ao longo do curso do Rio Cabelo, os valores de fósforo variaram entre $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,38 \text{ mg.L}^{-1}$, assemelhando-se com os valores encontrados no Rio Bucatu. O P1, apesar de ser na área de nascente, é completamente tomado por macrófitas emergentes (principalmente o junco) e sua decomposição é responsável pela maior quantidade de nutrientes, principalmente o fósforo total, que inclui o material particulado presente na água. Devido à presença de grande quantidade de macrófitas, não só matéria orgânica particulada originada das próprias macrófitas, mas também matéria orgânica particulada da comunidade de biofilme, que se agrega às macrófitas, foram os responsáveis pelos elevados valores de fósforo total.

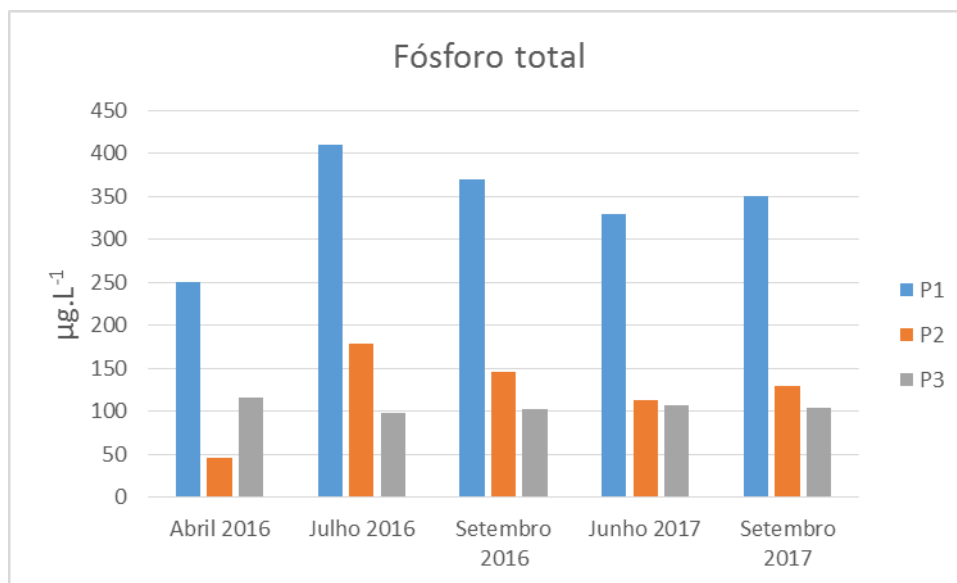


Figura 11: Concentrações de fósforo total, a longo do tempo nos tres pontos do Rio Bucatu, Conde, PB.

Os dados registrados demonstram que com exceção da amônia, a maior parte dos outros compostos nitrogenados e os compostos fosfatados apresentaram maiores concentrações no alto e médio Rio Bucatu, provavelmente influenciados pelo grande banco de macrófitas presentes no P1.

Por outro lado, logo acima do P1 está localizado o Resort Mussulo, e não se sabe se estará direcionando nutrientes para as nascentes do Rio Bucatu. A amônia foi mais concentrada no médio e baixo Bucatu. É possível que alguma fonte de poluição esteja chegando na região do P2.

4.4 Comunidade zooplanctônica

4.4.1 Densidade total de zooplâncton

Analisando a comunidade zooplanctônica, verificou-se densidades totais mais elevadas no mês de Julho (Figura 12). Este mês foi quando foram sendo acumuladas as condições em que a laguna costeira no P3 esteve fechada, o que tornou o ambiente mais rico em nutrientes, por não haver trocas com o ambiente marinho, e isso refletiu-se nas densidades de zooplâncton, que aumentaram nesse mês. Isso demonstra a importância do uso da comunidade zooplanctônica como bioindicadora, que apesar dos dados limnológicos não terem apresentado grandes diferenças, porque provavelmente as microalgas do fitoplâncton estariam absorvendo esses nutrientes, não permitindo que se mantivessem mais elevados na coluna de água, essa informação foi acumulada na comunidade zooplanctônica, que aumentou as suas densidades, como reflexo do maior acúmulo de nutrientes no ambiente.

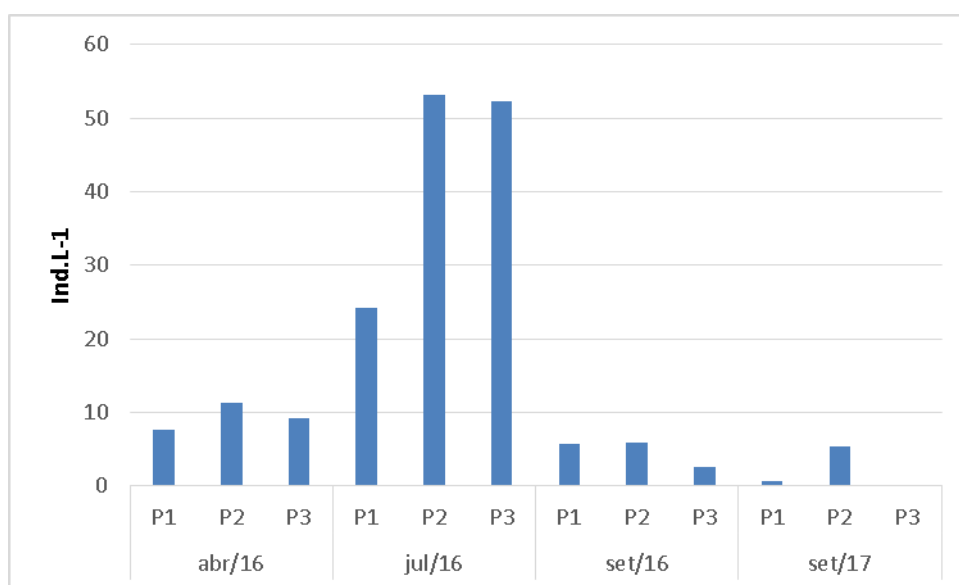


Figura 12: Densidades totais da comunidade zooplanctônica ao longo do Rio Bucatu, durante o período estudado.

Analisando por grupos, verifica-se que Rotifera e Copepoda foram os grupos mais abundantes, principalmente no mês de Julho, logo após o período chuvoso (Figura 13). Copepoda e Rotifera são os grupos que mais se desenvolvem na presença de águas mais ricas em nutrientes.

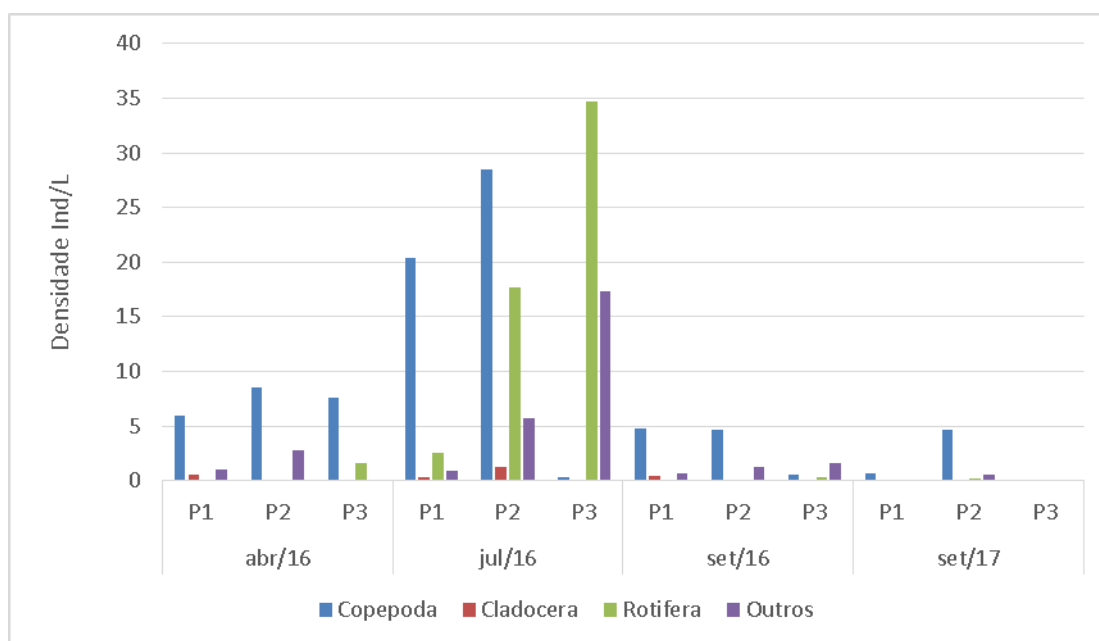


Figura 13: Densidades da comunidade zooplancônica por grupos, no Rio Bucatu, ao longo do período de estudo.

4.4.2 Copepoda

Ao longo de todo o período estudado, nos pontos dois e três, pode-se observar uma maior densidade dos náuplios ou copepoditos estágios larvares referentes à Sub-Classe Copepoda (Figura 14). As fases larvares são herbívoras e são importantes como elo de ligação da cadeia trófica, sendo assim importantes na condução do fluxo de energia da produtividade primária.

Podem também, ser utilizados como bioindicadores, sendo bastante conhecida a proporção Calanoida/Ciclopoida como um indicador de estado trófico, em que no geral, quanto maior a quantidade de Cyclopoida, mais eutrófico é o ambiente. Os copépodos

podem atuar como organismos controladores da comunidade fitoplanctônica, na ciclagem de nutrientes e também fazem parte da cadeia alimentar dos peixes (ROSSA et al, 2001).

No caso de copépodos ciclopoideis, eles são carnívoros e alimentam-se de rotíferos e cladóceros e podem também controlar estes grupos. De acordo com Nascimento-Vieira e Araújo (1996), a presença da grande quantidade de estágio larval de Copepoda pode estar associado ao período reprodutivo e disponibilidade de alimento no ambiente. Geralmente a sua reprodução ocorre ao longo de todo o ano, e maior número de náuplios está associado com ambientes mais produtivos (mais eutrofizados).

Os Copepoda Harpacticoida são bentônicos (associados ao fundo) ou ticolanctônicos (associados a substratos) e são encontrados na coluna de água quando o ambiente é mais rico em matéria orgânica particulada. Este grupo esteve mais associado aos P2 e P3, a este último principalmente.

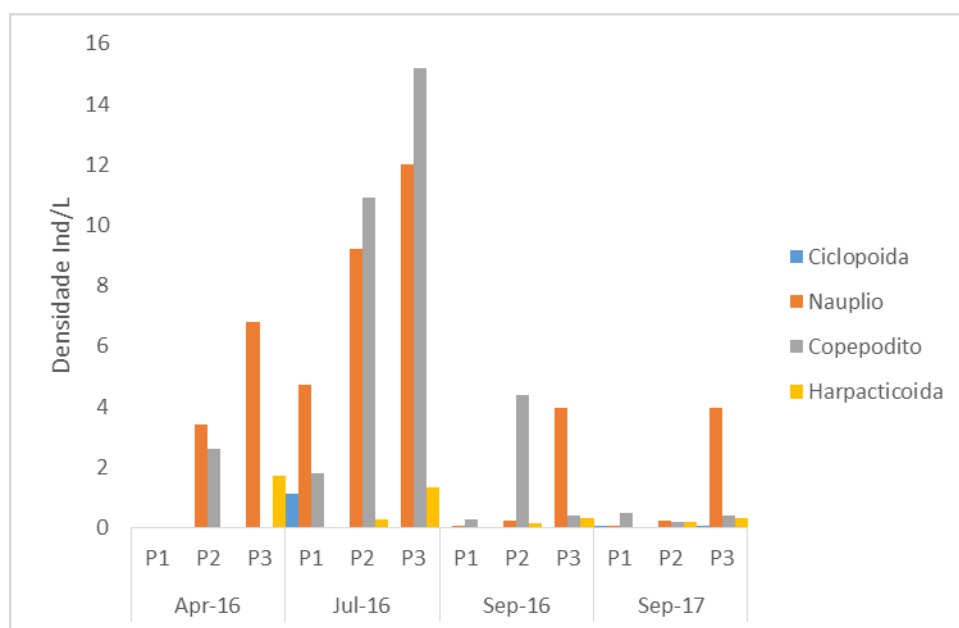


Figura 14: densidade de Copépoda ao longo do tempo, no Rio Bucatu, Conde-Paraíba.

4.4.3 Cladocera

Analisando Cladocera verificou-se a presença de 5 espécies, tendo sido *Ceriodaphnia* a que apresentou densidades mais elevadas, em julho de 2016 (Figura 15).

Mais uma vez, o provável aumento de nutrientes permitiu mais alimento e o aumento das densidades desta espécie, que segundo Ferrão-Filho et al., (2003) crescem melhor em ambientes oligo-mesotróficos.

O P1 foi o local que apresentou maior diversidade de espécies, por serem estas representadas por espécies ticoplanctônicas, que vivem associadas a substratos, pela presença de macrófitas emergentes. *Alona*, *Ilyocryptus* e *Macrothrix*, são exemplos de gêneros característicos de regiões marginais e macrófitas.

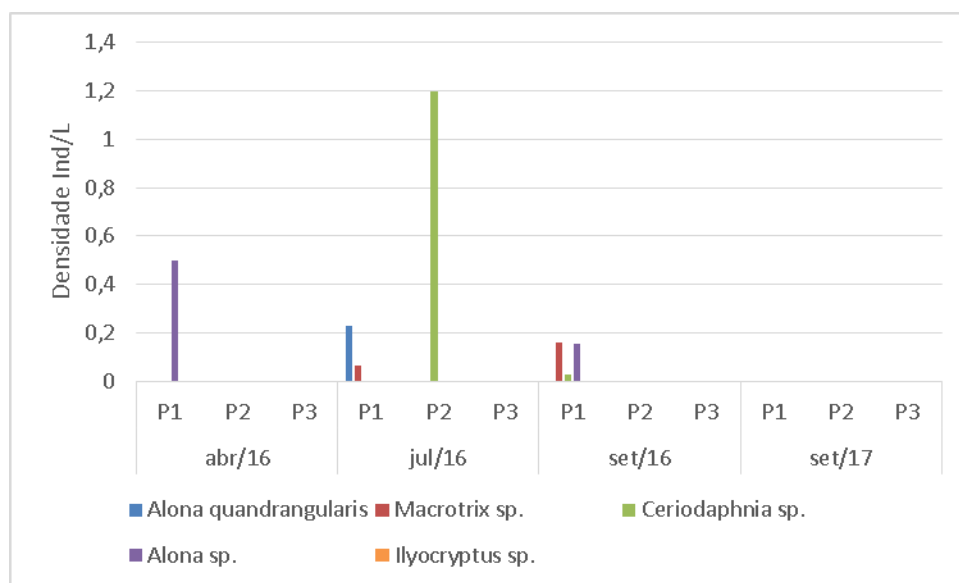


Figura 15: densidade de Cladocera ao longo do Rio Bucatu, Conde, PB, durante o período estudado.

4.4.4 Rotífera

Entre os rotíferos foram registradas 4 espécies, sendo *Brachionus urcellaris* a mais abundante, à semelhança dos outros grupos, no mês de julho (Figura 16). Esta espécie apresenta-se em maiores densidades onde tem mais alimento, logo, ambientes mais produtivos (estado trófico mais evoluído).

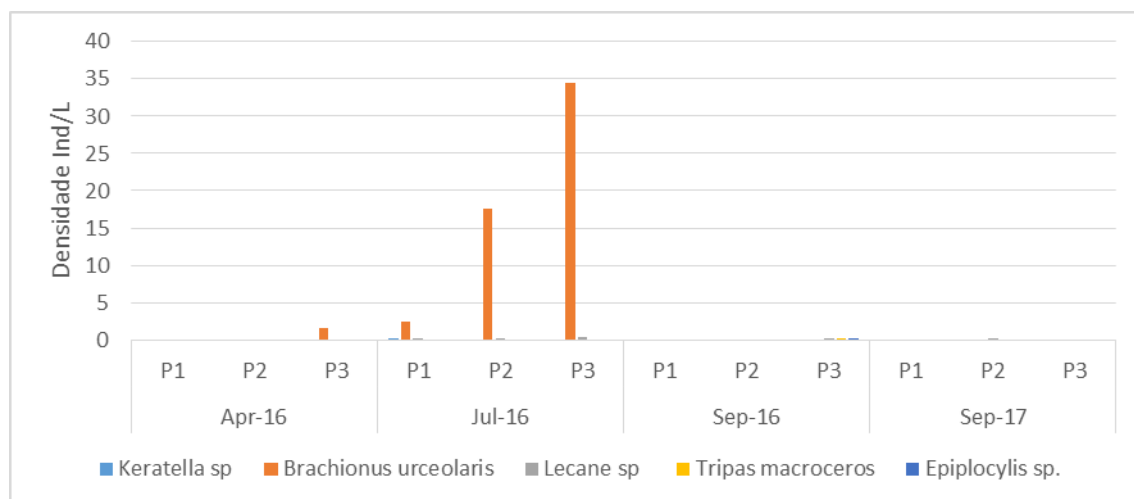


Figura 16: Densidade de espécies de Rotífera ao longo do Rio Bucatu, Conde, PB, durante o período estudado.

4.4.5 OUTROS GRUPOS

Dentre os organismos mais abundantes registrados para além de Rotífera, Cladocera e Copepoda, estiveram representadas as larvas de moluscos (Figura 17), principalmente onde o ambiente tinha interferência marinha, nos P3 (julho e setembro) e também no P2 (julho de 2016).

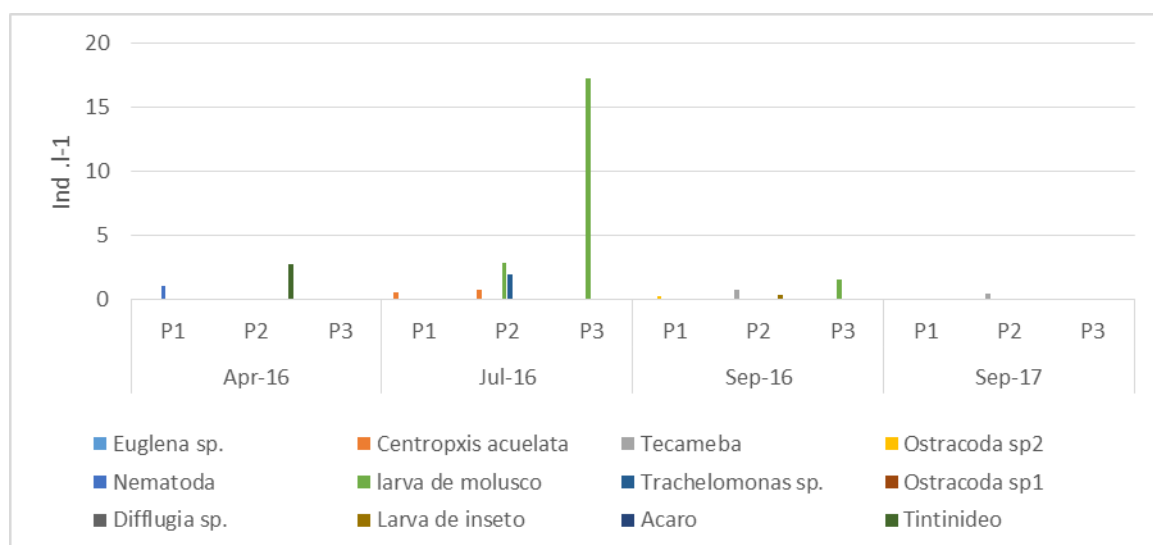


Figura 17: Densidade de outros grupos do zooplâncton, ao longo do Rio Bucatu, durante o período de estudo.

5 CONCLUSÃO

De acordo com os dados obtidos da qualidade da água do Rio Bucatu, ao longo do período observado, quando comparados com os limites permitidos pela Resolução CONAMA de N° 357, de 2005, o rio está de acordo com os parâmetros exigidos, para rios de Classe 2, incluindo as concentrações da maioria dos nutrientes é adequada para rios de Classe 1, com exceção do fósforo total, que se apresentou mais elevado que o preconizado para rios de Classe 1, na área de nascente.

Como na nascente tem um grande banco de macrófitas isso gera muito material particulado, que é analisado no fósforo total. Talvez se houvesse um manejo adequado dessas macrófitas, retirando parte delas, as concentrações de fósforo total diminuíssem e tornassem todos os parâmetros analisados abaixo do limite máximo de valores para rios de Classe 1, permitindo que este rio se enquadrasse nessa categoria, rara atualmente entre os rios brasileiros.

A comunidade zooplancônica também respondeu às condições ambientais, refletindo o aumento de produtividade primária, principalmente no mês de julho, após o período chuvoso e quando o Rio Bucatu estava fechado, sem conexão com o mar. Apesar dos parâmetros químicos e físicos não apresentarem diferença entre os seus valores, o zooplâncton armazenou essas alterações nas suas densidades e grupos dominantes, principalmente, sendo mais fidedigno às alterações ocorridas.

6. REFERÊNCIAS

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Meteorologia**. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/>>. Acesso: Jul 16, 2016.

ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV SIAGA**, Almeria, vol. II: 203-213.

ALMEIDA, L. R. ET AL. Composição e abundância da comunidade zooplanctônica de uma laguna estuarina impactada do Nordeste do Brasil, **Revista Brasileira de Zoologia**, São Carlos, v. 72, n. 1, p. 12-24, 2012.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19a ed. Washington: American Public Health Association. 1995.

ARTHURTON, R.; BARKER, S.; RAST, W.; HUBER, M. (Coord. Chapter 4). Water. In: ADAMS, S.; BASTE, I.; CHENJE, M.; DAVE, H.; DEMKINE, V.; OLIVEIRA, T.; DODO-OBIERO, C.; MIGONGO-BAKE, E.; PATEL, N.; WAMBUA, J. (Coord.). **Global Environment Outlook 4**. Valletta: UNEP, 2007.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**, 2a ed. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 1999.

BOTELHO, O. C.; BASSI, G. S.; DAS RELIGIÕES, Observador Crítico. O FESTIVAL PURNA KUMBHA MELA E O BANHO RITUAL NO RIO GANGES POLUÍDO.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo. CETESB/ACATESB. 1986.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L.G. **Liminologia Fluvial**. Um estudo no rio MogiGuaçu. RIMA, 2003.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, 19 (2), p. 465-473, 2003.

CALLISTO, M.; MORETTI, M. & GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revta. Bras. Rec. Hid.** 6 (1), p. 71-82, 2001.

CAVALCANTI, Lourinaldo Barreto. **Variações das condições hidrológicas e da clorofila a associadas ao cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931), na região estuarina do rio Paraíba do Norte (Paraíba Brasil)**. 2003.

CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; DE OLIVEIRA, J. F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water Research**, v. 32, n. 11, p. 3477-3483, 1998.

CETESB – **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 14 de maio de 2018.

CLESCERI LS, Greenberg AE, Eaton AD. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association (APHA), 1998.

COUTINHO, S. M. V. **Impactos antrópicos nas microbacias do litoral sul do estado da Paraíba: Ênfase nos aspectos sócio-ambientais e características estruturais do mangue na Laguna de Camurupim**. 1999. Dissertação (Mestrado-PRODEMA), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 1999.

CORREIA, L. J. H. Monitoramento da qualidade físico-química da água do estuário do Rio Paraíba – Cabedelo, PB. **Revista Principia**. n. 27, p. 1-8, João Pessoa- PB. 2015.

CRISPIM, M.C, LEITE R.L, WATANABE T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no Nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplancônica. In: **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação**, Vitória, 3, p. 422–430. 2000.

DE FARIAS, M. S. S.. **MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRAFICA DO RIO CABELO**. Campina Grande, 2006

DOS SANTOS, A.R, PACCA M.C.S, BARROS FILHO, F.R. Mata ciliar e o novo código florestal. **Revista da Jornada de Iniciação Científica e de Extensão Universitária do Curso de Direito das Faculdades Integradas Santa Cruz de Curitiba**, 2(2). 2013.

ELSER, J. J.; ELSER, M. M., MACKAY, N. A.; CARPENTER, S. R. Zooplankton-mediated transitions between N- and P- limited algal growth. **Limnology and Oceanography**., v.1, n.33, p. 1-14. 1988.

ESTEVEES, F. **Fundamentos da liminologia**. Rio de Janeiro. Interciência. FINEP.1998.

FERRÃO-FILHO, A.; ARCIFA M.S; FILETO, C. Resource limitation and food quality for cladocerans in a tropical Brazilian lake. **Hydrobiologia** 491, p. 201-210. 2003.

GALDEAN, N., BARBOSA, F.A.R., CALLISTO, M., ROCHA, L.A, MARQUES M.M.G.M. A proposed typology for the rivers of Serra do Cipó (Minas Gerais–Brazil) based on the diversity of benthic macroinvertebrates and the existing habitats. **Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle “Grigore Antipa”**, 16, p. 445–453. 1999.

GALDEAN, N., CALLISTO M., BARBOSA, F.A.R. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 61(2), p. 239–248. 2001.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

GÜNTZEL, A. M. et al. Diversidade do zooplâncton de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: I. Rotífera. **Estação Ecológica de Jataí. São Carlos: Rima**, p. 537-557, 2000.

HANNAFORD, M.J., BARBOUR, M.T., RESH, V.H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, 16: 853–860. 1997.

KANE, D. D.; CULVER, D. A. **Detroit River-Western Lake Erie Basin Indicator Project INDICATOR: Plankton Communities in Western Lake Erie**. 2007. 151 f. Tese-USEPA, USA. 2007.

KETCHUM. B. H. Regeneration of nutrients by zooplankton. Rappt Proces-Verbaux Reunions, Coseil Perm. **Intern. Exploration Mer**. 153, p. 142-147. 1962.

LANSAC-TÔHA, F.A.; BONECKER, C. C.; MACHADO-VELHO, L. F.; AOYAGUI. A. S, M.; TAKAHASHI, E. M.; RODRIGUES, R. C.; NAGAE, M. Y.; PEREIRA, D. G.; ZANATTA, D.; PALAZZO, F.; GARCIA, D. L.; PEDROSO, M. M. **Estrutura e dinâmica da comunidade zooplânctonica em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná**. PELD – Pesquisas ecológicas de longa duração; UEM- Universidade Estadual de Maringá. Componente biótico zooplâncton, 2003.

LIMA, J. S. Processos biológicos e o biomonitoramento aspectos bioquímicos e morfológicos. In: MAIA, N. B.; HENRY, L. M.; BARRELLA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo. EDUC; COMPED; INEP, p. 95-117. 2001

MAIER, M.H. Ecologia da bacia do Rio Jacaré-Pepira (47° 55' - 48° 55' W; 22° 30' - 21° 55' S - Brasil). Qualidade da água do Rio Principal. **Ciência & Cultura**, 39 (2), p. 164-185. 1987.

MAKAREWICZ, J. C.; LEWIS, P.; BERTRAM, P. **Epilimnetic Phytoplankton and Zooplankton Biomass and Species Composition in Lake Michigan: 1983 to 1992**. Environmental Protection Agency Great Lakes National Program Office, USEPA, 1994.

MARINHO, R. S. A. 2018. Avaliação da qualidade da água em dois rios com diferentes impactos antropogênicos e o efeito da biorremediação na recuperação do Rio do Cabelo, baseado na assembleia íctica.

MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M, KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 2002.

MOTA, S. **Preservação de recursos hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

NASCIMENTO-VIEIRA, D. A.; FEITOSA, F. A.; PASSAVANTE, J. Z. O. Composição do zooplâncton da Bacia do Pina – Recife, PE. **Resumo do III Encontro Brasileiro de Plâncton**. Pontal do Sul – PR, p. 19, 1988.

PEREIRA, H.C. **Land use and water resources**. London: Cambridge University Press. 1973.

QUEIROZ VIEIRA, Tamires; ALVES, Isaura Macedo; SALGADO, Jaqueline Pereira. **Monitoramento da qualidade da água do Rio Gramame-PB**. 2006.

ROCHA, O.; GUNTZEL, A. Filo Branchiopoda. Crustáceos Branchiópodos. **Biota Neotrópica**. v.4, c. 17, p. 106-120. 2000.

ROSSA, D. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. BONECKER, C. C; VELHO, L. F. M. Abundance of cladocerans in the littoral regions of two environments of the upper Paraná

river floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Feb., vol 61, no. 1, p.45-53. 2001.

RUSSO, Rosemarie C.; THURSTON, Robert V. Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to fishes. **Aquaculture and water quality**, v. 3, p. 58-89, 1991

SILVA A. G.; SOUZA L. D. Efeitos Antrópicos e Sazonais na qualidade da água do rio do Carmo. **Revista HOLOS**, v. 5, p. 131. 2013.

SILVA, A.G. Turismo e Impactos Sócio-ambientais no Litoral Sul de João Pessoa, Pb. **Resumo do VI Encontro de Geógrafos da América Latina**. Argentina, 1997.

SOMMERHAUSER, M., PODRAZA, P., SCHUMACHER, H., TIMM, T. The classification of running waters – targets, application and state of the art. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, 27, p. 678–681. 2001.

SOPPER W.E. Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. **Journal of Environmental Quality**, 4(1), p. 24–29. 1975.

STROHSCHOEN, Andreia Aparecida Guimarães et al. Estudo preliminar da qualidade da água dos rios Forqueta e Forquetinha, Rio Grande do Sul. **Revista brasileira de biociências**, v. 7, n. 4, 2009.

TERRA, N. R. ET AL. Modelo de avaliação ecotoxicológica para avaliar efluentes industriais utilizando diferentes testes biológicos e parâmetros físicoquímicos tradicionais. **Acta limnológica Brasiliensia**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 1- 10, 2009.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008.

U.S. Geological Survey (USGS). **The quality of our Nation's waters** – nutrients and pesticides. U.S. Geological Survey Circular 1225, p. 82, 1999.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.

VIEIRA, A.C.B. ET AL. Correlação entre a comunidade zooplanctônica e variáveis ambientais em um reservatório do semi-árido nordestino. **Acta Limnológica Brasiliensia**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 349-358, 2009.

VIEIRA, A.C.B. et al. Dinâmica populacional de *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886) e *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) em diferentes faixas de concentração de nutrientes (N e P). **Acta limnológica Brasiliensia**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 48-56, 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: SEGRAC, 1996.

WHITFIELD, J. Vital signs. *Nature*, 411 (28): 989-990. US Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice. FRL-5605-9. Federal Register, 61, 47552-47631. 2001.